

---

# 生态系统服务价值下的新安江跨界 生态补偿标准设计

袁广达<sup>1</sup> 蔡昀<sup>1, 21</sup>

(1. 南京信息工程大学 商学院, 江苏 南京 210044;

2. 西南财经大学 经济与管理研究院, 四川 成都 611130)

**【摘要】:** 论文讨论了跨界生态补偿由损害补偿向保护补偿转变的“反向补偿”机理, 构建了基于生态系统服务价值的跨区域生态补偿理论框架。研究表明, 理论上流域生态横向补偿标准设计应基于生态系统服务的供给、支持、调节、文化四大功能, 同时兼顾区域生态共同体思维, 利用支付意愿、支付能力两调节系数进一步确定补偿款项的转移额度。新安江补偿案例研究结果说明, 生态系统服务价值核算的补偿标准在跨区域生态问题上能够有效弥补跨区域补偿力度不足的问题, 厘清损害补偿如何向保护补偿演化的路径, 促进地区间平衡发展, 完善生态补偿经济学公平理论, 并为政府制定全国统一的跨界生态补偿政策提供理论依据和经验数据。

**【关键词】:** 跨区域生态补偿 生态补偿标准核算 生态系统服务价值 生态共同体 新安江流域

**【中图分类号】:** X196; F062.2 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1671-4407(2022)02-142-08

改革开放以来, 我国经济飞速发展, 随之而来的环境问题也日渐显露。一方面, 过去几十年自然资源被无节制地使用, 资源禀赋优势区在大量输出自然资源后逐渐变得敏感脆弱; 另一方面, 环境污染具有可转移性, 污染在自然力的作用下被转嫁到了邻近区域, 环境外部性效应表现尤为明显。我国于 20 世纪末启动了生态补偿试点实践, 但主要还是集中在纵向财政转移支付上。尤其是跨界横向生态补偿, 受益方无偿享用自然资源, 受害方得不到相应补偿, 保护者又得不到相应激励, 国家统一的跨界生态补偿政策缺位导致矛盾日趋尖锐, 补偿难度较大, 理论探讨不足, 而补偿标准制定是生态补偿机制的核心与关键。为此, 本文将从生态系统服务价值视角出发, 研究具体生态功能区生态补偿标准, 并以新安江流域为例进行了具体核算, 理论上深化了环境经济学生态补偿理论的认识, 拓宽了生态补偿的研究视角, 实践上探索并提出了适用于我国流域横向生态补偿的具体方法, 可为政府制定相关政策提供支持依据。

## 1 文献综述

### 1.1 跨界生态补偿方面

国外, Cuperus 等<sup>[1]</sup>认为生态补偿是恢复生态破坏或者创造生态环境替代的功能, Wunder<sup>[2]</sup>对生态补偿的定义是在自愿协商的前提下为土地利用提供生态效益的策略。目前, 世界各国的生态补偿实践多是以纵向转移支付为主, 以横向转移支付作为补

---

**作者简介:** 袁广达, 硕士, 教授, 高级审计师, 研究方向为环境会计与管理、环境审计。E-mail: yuanguangda@163.com  
**基金项目:** 国家社会科学基金一般项目“损害成本视角下生态补偿横向转移支付的政策设计与政策协同研究”(19BJY028)

充。20世纪末，流域管理领域引入了生态补偿的概念。Zbinden & Lee<sup>[3]</sup>指出，国外学者通常将“流域生态补偿”称作“流域生态系统服务付费”。在跨界补偿主体的确定上，学者们大多采用的是保护性补偿(简称PGP)和受益者补偿(BPP)原则<sup>[4,5]</sup>，而在补偿标准上，主要是机会成本法及补偿意愿法。

在国内研究方面，根据利益相关者的行为，可以分为生态破坏补偿和生态建设补偿<sup>[6,7,8,9]</sup>，可进一步细分为破坏者付费、使用者付费、受益者付费、保护者得到补偿四个原则<sup>[10]</sup>。谢婧等<sup>[11]</sup>根据权责关系，将流域跨界生态补偿划分为单向奖补、单向扣缴、奖补扣缴双向进行、补偿赔偿双向进行四种类型，且目前国内已有多例“双向补偿”方式的跨界补偿实践。王金南等<sup>[12]</sup>认为，以补偿系数作为“正补”“反补”的依据有助于判断利益关系，可操作性强，同时符合“污染者付费、受益者补偿”的原则。对于跨界生态补偿的标准，学者们主要从基于双方意愿的社会生态补偿、基于生态环境效益的经济价值补偿、基于保护者成本的自然补偿三个视角进行研究，采用了支付意愿法、成本费用法、机会成本法、生态足迹法等方法。

## 1.2 生态系统服务价值方面

生态系统服务指人类社会从生态系统功能中以各种形式所获得的收益，通常以货币形式对其进行估值，国外学者对其研究较早。1967年，Krutilla<sup>[13]</sup>提出“舒适型资源的经济价值理论”，初步肯定了生态环境的服务价值；Costanza等<sup>[14]</sup>率先提出了量化评估体系，将生态系统分为不同生物群区，通过计算每个生物群的单位价值得到了生态系统的总价值；Fegraus等<sup>[15]</sup>将GIS数据与实地调查相结合，通过计算生态系统的供给服务得出了其价值；Mozumder等<sup>[16]</sup>借助空气污染指数，通过计算森林的调节功能得出了森林系统价值。在国内，近年来也出现了对生态系统服务价值的评估研究。欧阳志云等<sup>[17]</sup>通过计算生态系统的有机物质生产和间接经济价值，评估了中国陆地生态系统的六种服务功能；谢高地等<sup>[18]</sup>根据中国实际情况建立了我国当量因子生态价值评估表，2015年又基于对单位面积价值当量因子的核算，测算了中国生态系统服务价值<sup>[19]</sup>。目前，较为常用的生态系统服务价值核算方法有实际市场法、替代市场法、虚拟市场法等<sup>[20]</sup>。

## 1.3 文献评述

比较国内外生态补偿研究成果与实践，笔者认为仍有以下两点值得进一步讨论。

(1)在补偿原则上，目前的研究普遍依据环境责任将生态补偿归为保护补偿与损害补偿两大类，并依据不同的补偿原则界定补偿责任与补偿方向，但却忽略了地区经济发展差异下的现实困境。虽然已有学者关注到了特殊情况下的补偿责任问题，但损害补偿具体如何向保护补偿转变，其演化路径有待厘清，亟待进行理论框架设计。

(2)在补偿标准核算方法上，学者们已就成本费用法和补偿意愿法下的跨区域生态补偿标准计算提供了多种方法，但就生态系统服务价值法而言，现有研究仍普遍局限于纵向补偿，且补偿基础多为生态系统服务价值存量，通过这样的方法计算出来的服务价值往往过大，实际应用价值较小。如何将生态系统服务价值法应用于跨区域生态补偿标准核算，跨界补偿标准如何体现生态共同体和区域平衡发展意识，以及如何从存量价值中剥离出应予补偿的部分有待进一步深入研究。

# 2 跨区域生态补偿标准制定的理论设计

## 2.1 补偿动因分析

制定跨区域生态补偿标准，首先需要回答“为什么补”的问题。自然系统与社会系统相互影响，人类社会对物质资源的开发利用直接影响了自然系统的形态，自然系统也以其提供的各种功能影响着社会系统的生产生活。人地系统的复杂交错使得整个系统成了浑然一体的自然社会系统，而行政与地理区域的划分人为地割裂了这种紧密的联系，许多环境成本也因此被贴上了跨区域的标签。

跨区域环境成本的存在本质上是一种负外部性表现。一方面，环境损害制造区的污染行为经由自然因素的传导作用对区域外环境造成了实质性污染，环境受损区投入的治理成本无形中增加了该地区的发展负担；另一方面，因为不同区域间财政“分灶吃饭”体制的存在，环境损害制造区并不承担或只承担小部分的跨界环境损害成本，不仅不愿意主动规避这种破坏环境的行为，甚至可能变本加厉地转嫁环境成本。此外，生态系统服务作为一种公共产品，其非排他的自然属性决定了环境资源和环境保护者的成果将由全社会所共享，而环境维护成本的实际投入却仅由环境保护方独自承担，这显然有失公平原则。环境保护者一边投入大量的财力物力，一边承担着被“搭便车”所增加的环境负荷。长此以往，跨区域环境行为陷入了一个“社会福利净损失不断扩大”的恶性循环，区域间经济发展也会因此处于失衡状态。

横向生态补偿的介入有效扭转了此前跨界环境问题的尴尬局面，厘清利益双方主体关系，更有利于构建一个区域间协同发展的双赢机制。对于环境受损地区而言，生态补偿机制可以使得该地区获得一笔补偿经费，用于治理污染、恢复生态环境。对于污染的制造区域而言，生态补偿“谁污染谁付费”制度的存在极大地增加了其跨区域环境损害的行为成本，能够从源头上减少此类投机行为的发生。虽然该区域可能为了防止再次污染而放弃部分经济活动，也因此放弃了一部分发展机会，但环境质量的提高往往伴随着生态系统服务价值的提高，经营自然资源产品、发展文化旅游产业以及绿色产业同样可以获得不菲的经济价值。

## 2.2 补偿方向分析

制定跨区域生态补偿标准，其次需要厘清“谁补谁”的问题。纵向生态补偿方向清晰，由上级政府对行政区域内的生态功能区进行补偿，一般属于保护补偿。而横向生态补偿的主体双方在行政关系上互相平行，补偿转移方向的界定主要依据环境责任，一般分为保护补偿和损害补偿两大类。传统生态补偿本着“污染者付费”的原则要求造成环境污染的排污方向负外部性效应的受害方进行相应补偿，但现实中往往存在这样的问题：污染制造区生态脆弱、财政困难，无法承担相应的补偿费用，那么生态补偿的方向又该如何界定？

虽然在性质上，损害补偿与保护补偿有着明显的界限，但在实际情况中，损害补偿可以在特定视角下转化为保护补偿。在人类生态环境共同体背景下，相邻或相近区域间，一方产生的环境污染经负外部性效应的传递可能会导致跨区域环境损害；同样地，环境保护行为的正外部性效应也会使得邻域受益。当污染制造方已经造成了跨区域环境损害而又无力补偿时，为了从根源上解决这种外部性损害，欠发达地区对较发达地区的损害补偿义务可以转变为源头治理义务，其治理费用由较发达地区根据自己在治理中的受益程度提供一定的经济支援和让渡，损害补偿由此转变为保护补偿。欠发达地区减轻了一部分的资金负担，发达地区也因环境改善而获益，最终双方达到共赢。

流域补偿亦是如此。河流上下游因为先天的自然联系成了一个环境共同体，上游地区的生产生活行为间接影响了下游的水质状况，对下游的生态环境造成了损害。为了治理污染，上游需要投入大量的人力、物力和财力，并因此放弃一部分发展机会。面对上游治理承担的巨大资金负担，下游地区作为治理的受益方，有责任根据自己受益的部分对上游进行“反向补偿”。由此可见，生态补偿具体实践中补偿款项的转移方向和转移数量的确定除了依据单一的“谁污染、谁付费”原则，还应充分考虑现实的经济和生态等因素，保护补偿和损害补偿既对立又统一，在特殊情况下损害补偿可以转化为保护补偿。

## 2.3 补偿标准分析

制定跨区域生态补偿标准，最重要的是解决“补多少”的问题。生态补偿的对象多种多样，无论直接受益者是谁，补偿又以何种方式进行传递，生态补偿的服务对象归根到底都是自然环境。生态系统服务价值视角下的跨区域补偿以自然环境价值损益作为补偿依据，将生态环境质量以价值的方式呈现，受益地区对增加的价值部分进行付费，受损地区按损失的价值部分接受补偿，有效界定了补偿双方的责任与义务，是跨区域生态补偿中较为公平和直接的一种补偿核算方法。

一般来讲，生态系统服务功能分为供给、支持、调节、文化四大内容，相较于供给功能在物质资源提供方面的直接表现，后

三者的作用过程潜移默化而又润物无声，因此常被人们所忽视。但长期倚重生态系统的供给功能不仅不利于该功能的可持续服务，还造成了环境退化，破坏了其他三大服务功能发挥的基础。将生态系统服务价值作为补偿额度的制定标准，在强调环境质量的同时驱使生态系统服务重点从供给功能转移到其他功能，有利于进一步加快生态服务价值实现，更好地健全生态系统全要素供给机制。

## 2.4 调节系数分析

制定跨区域生态补偿标准，最后还要解决“补偿调节系数”，即支付意愿下应予补偿的具体限额。以往的纵向补偿均以区域内生态系统服务价值存量计算补偿标准，而跨区域生态横向补偿的重点是从存量价值中剥离出因环境质量变化而引起的价值变化部分，即因受益而增加的价值或因受损而减少的价值，以此作为补偿标准的制定基础。

另外，在生态系统服务中，除了供给功能所提供的生态产品有活跃的交易市场外，支持、调节、文化三大功能所提供的服务目前尚不存在公允的市场价值，通常采用替代市场法、替代工程法、影子价格法等方式计价。这些计价方法虽然并不违背补偿的公平性原则，但其价值核算结果仍不可避免地带有主观色彩，因此，以生态系统服务价值计算补偿标准时，支付方的意愿支付水平尤为重要。

一般而言，经济越发达的地区对生态环境的重视程度越高，对其受益的生态系统服务的支付意愿水平也就越高。另外，区域间经济发展差异也应在补偿额度的调整上得到体现。从本质上而言，生态补偿是一次利益再分配的过程，发达地区应当依据自己的支付能力适当承担更多的补偿责任。由此可见，在补偿标准的制定过程中，对生态系统服务价值的进一步调节十分重要。

# 3 补偿价值量的计算

## 3.1 生态系统服务价值计算

### (1) 指标选取。

对于流域生态补偿而言，下游地区虽然是上游环境污染的受害方，但同时也是上游流域治理的受益方，当下游经济发展水平远高于上游时，更应该对其享受的生态系统服务价值增值部分进行计算和实施反向补偿机制。

目前国际上主流的分类方法将生态系统功能分为供给功能、调节功能、支持功能和文化功能四大类别，每一功能下又设置了不同的具体评价指标并选择合适的计算指标与计算方法。对于流域下游地区受益的生态系统服务价值计算，其指标选取应以“生态系统服务价值与生态环境质量显著相关”为前提，由于供给功能所提供的产品受市场供求、采捞政策等与环境质量不相关因素影响过大，因此不予考虑在内。本文参考杨文杰在研究黄山市水生态系统服务价值时的指标选取<sup>[21]</sup>，在兼顾了数据的可获得性后，设计了如下评价指标(表1)。

表1 流域下游生态系统服务价值评价指标表

功能分类	评估指标	计算指标	计量方法
调节功能	水质净化	水体纳污价值	替代工程法
	气体调节	固碳、释氧价值	
支持功能	营养物质循环	氮、磷循环价值	影子价格法

文化功能	生物多样性	生物多样性保护价值	Shannon-Wiener 指数法
	旅游休闲娱乐	旅游及相关收入价值	市场价值法、分摊法

(2) 指标计算。

指标中单个服务功能的价值计量方法，在确定了生态系统服务功能的评估指标体系后，对其进行价值计量需根据评估指标的效用特征选取适当的量化方法，然后进行定量计算。生态系统服务功能或产品存在活跃市场的，可以采用市场价值法进行计量；无法进行市场交换或不存在市场价格的功能服务，可以采用替代市场价值法和模拟市场技术法等方法进行计量。

现有研究一般认为生态系统服务价值计算结果偏大，仅作为补偿标准的上限进行考虑，但本研究采用同一计算标准下不同时间的生态系统服务价值差值而非静态的绝对值作为补偿基础，已弱化潜在的计算结果偏大的可能，具有一定的参考价值。另外计算过程中将进一步剔除物价变化、自然增长等不相关因素，使之尽可能地准确反映因流域治理、生态环境质量改善而增加的生态系统服务价值。采用生态系统服务价值作为生态补偿额度制定的依据，已被诸多学者所认可，中国环境与发展国际合作委员会在 2006 年度报告中指出，如果生态系统服务功能存在活跃交易市场，且其价格能够被准确估计，那么它应该是最适合的生态补偿标准确定依据<sup>[22]</sup>。

3.2 生态补偿标准确定

由于生态系统服务大部分为非市场产品，公众对于生态环境的认知和重视程度在很大程度上决定了他们对于生态系统服务的需求水平，因此在生态系统服务价值的基础上，补偿标准的确定还应考虑补偿方的意愿支付水平。另外，补偿方与受偿方的经济发展水平也是确定补偿标准的关键性因素，经济发达地区可以适当提高补偿转移额度。由此，跨区域生态补偿标准模型应当在生态系统服务价值的基础上作适当的系数调整，其核算框架具体如图 1 所示。

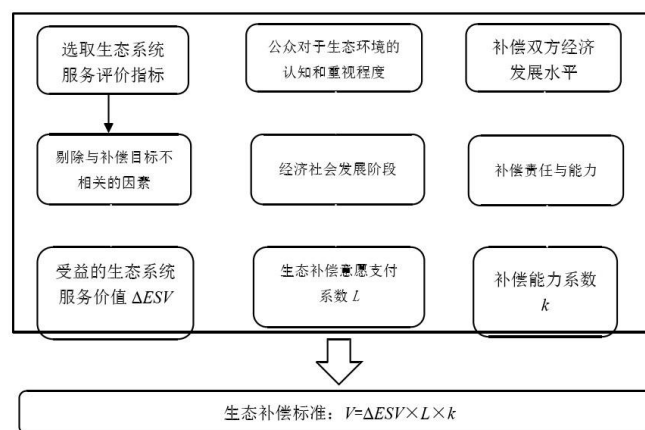


图 1 跨区域生态补偿标准

其中，补偿标准系数计算方法如下：

(1) 意愿支付系数(L)。

对于非市场的生态系统服务价值,在确定了应予补偿的受益价值后,往往还需要借助调节系数对其进行修正。生态服务作为一种非排他性的公共产品,人们的支付意愿随着生活 and 经济发展水平的提高而呈现出一个曲线型的增长状态,形似 Pearl 生长曲线,计算公式如下:

$$L = \frac{1}{1 + e^{-t}} \quad (1)$$

公式(1)表明,处在较低发展阶段的人们,尚未对生态价值形成充分的认知,满足温饱需求后,特别是进入小康生活之后,人们对环境舒适性服务的需求,即对生态价值的重视程度急剧提高,而后继续发展,到极富阶段趋于饱和<sup>[23]</sup>。因此,引入生态系统服务价值调节系数 L 来表示意愿支付系数。式(1)中: e 为自然常数; t 为社会发展阶段,可以用恩格尔系数  $E_n$  表示,计算公式如下:

$$t = 1/E_n - 3 \quad (2)$$

(2) 补偿能力系数(k)。

区域间横向的生态补偿除了考虑支付意愿外,补偿双方的经济发展水平也是需要考量的重要因素。邻域尤其是流域上下游间生态环境影响密切,区域一体化治理势在必行。经济发达地区作为治理的同等受益方应承担更多的经济责任,因此,在补偿标准的制定上引入补偿能力系数,通过比较补偿双方的经济能力进一步界定补偿款项的转移额度。吕志贤

等<sup>[24]</sup>在研究湘江流域生态补偿系数时,通过实证发现,在众多经济发展指标中,人均 GDP、人均第一产业产值、人均工业产值、人均第三产业产值、人口数量这五个指标对主成分分析的贡献率达到了 93.7%,基本可以代表区域经济实力。为了剔除指标之间的相关性干扰,选取主成分贡献率最高的人均 GDP 作为衡量指标,第一主成分贡献率达到 0.988,在此基础上选取财政总收入作为补充指标共同衡量区域补偿支付能力,最后对两个指标采用熵权法做进一步的权重计算。赋权后运用两个指标的加权比较值构建补偿能力系数,计算公式如下:

$$k = \frac{\overline{GDP}_1}{\overline{GDP}_2} \times W_{GDP} + \frac{\overline{TR}_1}{\overline{TR}_2} \times W_{TR} + \frac{P}{TP} \times W_P \quad (3)$$

式中: k 为补偿能力系数;  $\overline{GDP}_i$  为人均 GDP;  $\overline{TR}_i$  为人均财政总收入; i=1 表示补偿支付方, i=2 表示受偿方; P 为补偿支付方的人口数量, TP 为补偿双方人口总数; W 分别为上述三个指标的赋权权重。

## 4 新安江生态系统服务价值及补偿标准

新安江干流全长 373km,流域总面积 11714.42km<sup>2</sup>,发源于安徽省黄山市休宁县,横跨皖浙两省东入浙江省杭州市淳安县,至建德与兰江汇合后注入钱塘江,原为高质量淡水资源供给河流。但 20 世纪五六十年代,上游安徽省盲目生产开发造成了植被的大面积破坏,水土流失日渐加剧,不仅侵蚀了上游地区土壤,还污染了下游地区水质,影响生态平衡。截至目前,新安江流域已经实施了三轮生态补偿试点工作,街口断面水质连续 9 年达到考核要求,治理效果良好,实现了巨大的生态、经济和社会效益。但该方案仍然存在着一些不足之处:一是在补偿依据上,仅选取了单一的水质指标作为补偿依据,补偿的生态产品类别单一,并未将生态系统功能各方面因素纳入考虑范围,且补偿标准的制定缺少相应的计算依据;二是从补偿额度来看,下游政府的

资金补偿力度不足, 实际投入资金与补偿拨付资金缺口较大。本研究拟从生态系统服务价值出发, 以下游杭州地区为对象核算其受益价值, 综合考虑意愿支付水平和双方经济发展水平后计算出新安江流域横向生态补偿标准额度。

#### 4.1 生态系统服务价值的计算

依据表 1, 本文将新安江生态系统服务价值分为水质净化价值、固碳释氧价值、营养物质循环价值、生物多样性保护价值和 cultural 服务功能价值五个组成项目, 并以此求出综合补偿标准。

##### (1) 水质净化价值。

天然水体通过一系列物理、化学和生物过程可以净化污染物质, 不同水质的河流、湖泊具有不同的自净能力, 水质越好的水体对于污染物的承受能力越强。新安江河床比降大, 流速快, 净水功能是该流域重要的生态系统服务功能之一。本文选取测试水质净化能力常用的氨氮为主要污染物指标, 新安江流域 2012—2019 年补偿前后氨氮浓度持续下降, 水质净化价值显著提高, 计算公式为:

$$\Delta V_1 = P_1 \times \Delta Q_1 \quad (4)$$

式中:  $\Delta V_1$  为水质净化价值增加值;  $P_1$  为污染物氨氮单位处理成本(元/吨), 采用替代工程法参考污水处理厂对氨氮的处理成本为 12.5 万元/吨;  $\Delta Q_1$  为水体对污染物氨氮的纳污能力增加值(吨), 采用一维水质模型, 计算公式为:

$$\Delta Q_1 = W = W_W (C_S e^{\frac{k_a x}{u_x}} - C_x) \quad (5)$$

式中:  $W_W$  为河段流量, 新安江年均径流量为 72.3 亿立方米;  $C_S$  为补偿实施初始阶段 2012 年新安江氨氮浓度, 即 0.097mg/L;  $C_x$  为补偿实施后 2019 年新安江氨氮浓度, 即 0.052mg/L;  $k_a$  为污染物降解速度常数, 对于氨氮而言,  $k_a$  为 0.5 每天;  $x$  为充分混合段长度, 即河流长度, 为 128km;  $u_x$  为河流平均流速, 为 10m/s。计算所得  $\Delta Q_1=2709.42$  吨。

可见, 2012—2019 年新安江下游水质净化价值增加值为:  $\Delta V_1=2709.42 \times 12.5 \times 10^4=3.39$  亿元。

##### (2) 固碳释氧价值。

水生与陆生植物在初级生产过程中通过光合作用可以固定二氧化碳并释放氧气。虽然新安江水质的提高使得依靠氮、磷等营养物质存活的浮游植物数量有所减少, 但在河流、水库周围的消落带(因季节性水位涨落而周期性出露水面的土地, 属于湿地的一种), 伴随着流域污染物的减少, 植被覆盖面积与初级生产效率得到大幅度提升, 固碳释氧价值也由此得到了增加, 计算公式如下:

$$\Delta V_2 = P_{21} \times \Delta Q_{21} + P_{22} \times \Delta Q_{22} \quad (6)$$

式中:  $\Delta V_2$  为固碳释氧价值增加值;  $P_{21}$  为单位固碳价格(元/吨), 采用替代工程法参考造林成本价 1320 元/吨碳;  $\Delta Q_{21}$  为补偿实施后消落带植物多固定的二氧化碳的量(吨);  $P_{22}$  为单位氧气制造价格, 采用替代工程法, 参考工业制氧价格 420 元/吨进行计算;  $\Delta Q_{22}$  为补偿实施后消落带植物多释放的氧气的量。

根据《杭州年鉴》与《杭州植物志》记载的植物统计情况，对照三峡库区消落带适生植物固碳释氧表<sup>[25]</sup>，估算得到2012年与2019年杭州境内新安江消落带植物单位固碳量分别为 $28.75\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ， $32.89\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ，单位释氧量分别为 $20.92\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ， $23.93\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ，结合ArcGis软件得到消落带面积为 $253.19\text{km}^2$ ，杭州市无霜期取常年均值263d，计算得到：

$$\Delta Q_{21}(\text{CO}_2)=(32.89-28.75)\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}\times 253.19\text{km}^2\times 263\text{d}=27.58\text{万吨}\quad (7)$$

$$\Delta Q_{22}(\text{O}_2)=(23.93-20.92)\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}\times 253.19\text{km}^2\times 263\text{d}=20.04\text{万吨}\quad (8)$$

可见，2012—2019年新安江下游固碳释氧价值增加值为： $\Delta V_2=0.132\times 27.58+0.042\times 20.04=4.48$ 亿元。

### (3) 营养物质循环价值。

营养物质循环指营养元素以特定的方式从环境到生物体，在生物体之间以及从生物体到环境的流动和循环，有利于维持生态系统的稳定发展。对于新安江流域而言，以消落带植物的初级生产过程作为计算营养物质循环的基础，并选取氮、磷为主要营养元素计算指标，最终计算的生态补偿价值也因此提高了营养物质的循环价值，计算公式如下：

$$\Delta V_3=P_{31}\times\Delta Q_{31}+P_{32}\times\Delta Q_{32}\quad (9)$$

式中： $\Delta V_3$ 为营养物质循环价值增加值； $P_{31}$ 为单位氮(N)元素价格(元/吨)，采用影子价格法，参考近年尿素平均价格2160元/吨，氮含量46%，可以得到 $P_{31}=2060\div 46\%=4696$ 元/吨； $\Delta Q_{31}$ 为补偿后新安江营养物质循环过程中氮元素增加量(吨)； $P_{32}$ 为单位磷(P)元素价格(元/吨)，采用影子价格法，参考近年过磷酸钙平均价格680元/吨，磷含量12%，可以得到 $P_{32}=680\div 12\%=5667$ 元/吨； $\Delta Q_{32}$ 为补偿后新安江营养物质循环过程中磷元素增加量。

由光合作用化学反应式可知，植物每生产1克干物质可以固定2.67克氧气，上述计算中已经得到新安江消落带植物释氧增加量为20.04万吨，由此得到初级生产中植物生产的干物质增加量为： $20.04\div 2.67=7.51$ 万吨。正常情况下，大型水生植物中氮、磷含量约占其干重的2.3%和0.5%<sup>[26]</sup>，因此计算可得：

$$\Delta Q_{31}(\text{N})=75\ 100\times 2.3\%=1\ 727.3\text{吨}\quad (10)$$

$$\Delta Q_{32}(\text{P})=75\ 100\times 0.4\%=375.5\text{吨}\quad (11)$$

可见，2012—2019年新安江下游营养物质循环价值增加值为： $\Delta V_3=4696\times 1727.3+5667\times 375.5\times 10^{-8}=0.10$ 亿元。

### (4) 生物多样性保护价值。

对于研究区域新安江水域—湿地生态系统而言，主要考察物种多样性。流域生态补偿实施以来，上游居民区、工业企业点源污染的减少有效缓解了水体富营养化趋势，使得一些对于水质要求较高的生物得以存活和栖息，丰富了流域生物多样性，为调节与保护自然环境做出了不可替代的贡献。其价值增值量计算公式为：

$$\Delta V_4 = \Delta S_1 \times A_1 + \Delta S_2 \times A_2 \quad (12)$$

式中： $\Delta V_4$  为生物多样性保护价值增加值； $\Delta S_1$  为单位水域面积生物多样性保护价值增加值(元/hm<sup>2</sup>)； $A_1$  为研究区水域面积(km<sup>2</sup>)，取千岛湖水域面积 573km<sup>2</sup>； $\Delta S_2$  为单位湿地面积生物多样性保护价值增加值(元/hm<sup>2</sup>)； $A_2$  为研究区湿地面积(km<sup>2</sup>)，取消落带面积 253.19km<sup>2</sup>。

对于生物多样性保护价值的计算，研究采用 Shannon-Wiener 指数评估法，计算公式如下：

$$H' = -\sum_{i=1}^n P_i \ln P_i \quad (13)$$

式中： $H'$  为区域内生物多样性指数； $i$  为物种数； $P_i$  为物种  $i$  的个体与总体占比数。根据 Shannon-Wiener 指数的不同，单位面积生物多样性保护价值可以划分为以下七个等级，如表 2 所示。

表 2 Shannon-Wiener 指数等级划分表

等级	Shannon-Wiener 指数	单价/(元/hm <sup>2</sup> )
I	$H' \geq 6$	50000
II	$5 \leq H' < 6$	40000
III	$4 \leq H' < 5$	30000
IV	$3 \leq H' < 4$	20000
V	$2 \leq H' < 3$	10000
VI	$1 \leq H' < 2$	5000
VII	$H' < 1$	3000

根据《千岛湖主要支流生态与渔业功能》对库区鱼类资源的清查结果与淳安县统计年鉴数据，2012—2019 年新安江下游水域 Shannon-Wiener 指数由 V 级提高到了 IV 级， $\Delta S_1 = 20000 - 10000 = 10000$  元；湿地消落带 Shannon-Wiener 指数由 VII 级提高到 VI 级<sup>[27]</sup>， $\Delta S_2 = 5000 - 3000 = 2000$  元。

可见，2012—2019 年新安江下游生物多样性保护价值增加值为： $\Delta V_4 = (10000 \times 573 + 2000 \times 253.19) \times 10^6 = 6.24$  亿元。

#### (5) 文化服务功能价值。

文化服务功能指生态系统以其自然景观和文化承载力为人类提供的旅游、教育、美学体验、休闲娱乐等非物质人文资源。新安江生态补偿启动以来，下游生态环境质量持续优化，文化服务功能价值也随之提高。对于该功能的价值增值估计，选取流域内主要风景区新安江水库千岛湖为对象，采用市场价值法参考千岛湖所在地淳安县与建德市旅游总收入，再由分摊法将水景观价

值从旅游总收入中分离，计算公式如下：

$$\Delta V_s = r \sum \Delta V_{si} \quad (14)$$

式中： $\Delta V_s$  为千岛湖旅游收入价值增加值； $r$  为淳安、建德两地旅游总收入中千岛湖风景区收入占比； $\Delta V_{si}$  为淳安、建德两地各年旅游收入增加值。

2007—2019 年，淳安、建德统计年鉴数据显示，2012 年以前淳安与建德两地旅游收入增长幅度保持在 15.45%~18.7% 之间，经计算平均变化幅度为 16.92%。2012 年新安江生态补偿启动，首年旅游收入变化幅度急剧增加至 38.32%，后续增幅虽然有所减弱，但总体高于补偿实施前的水平，可见流域治理带来的旅游收入增长效应显著。为精准补偿上游治理带来的下游地区旅游收入增长，本研究进一步剔除物价变化、自然增长等无关影响因素，得到修正后 2012—2019 年两地旅游收入增加值  $\Sigma \Delta V_{si}$  为 33.68 亿元，具体见表 3。

表 3 2012—2019 年淳安、建德旅游收入及相关变化表

年份	两地旅游收入合计/亿元	变化幅度	旅游服务物价变化幅度	剔除物价变化、平均增长后的变化幅度	两地旅游收入增加值/亿元
2012	101.8	38.32%	1.50%	19.90%	14.64
2013	116.9	14.83%	5.50%	-7.59%	-7.72
2014	136.8	17.02%	1.40%	-1.30%	-1.52
2015	164.5	20.25%	0.80%	2.53%	3.46
2016	195.1	18.60%	0.50%	1.18%	1.94
2017	248.3	27.27%	0.90%	9.45%	18.43
2018	300.5	21.02%	3.70%	0.40%	1.00
2019	366.5	21.96%	3.90%	1.14%	3.44
合计	1630.4	—	—	—	33.68

注：剔除物价变化、平均增长后的变化幅度=两地旅游收入合计变化幅度-旅游服务物价变化幅度-16.92%。

淳安县文化和广电旅游体育局发布的《千岛湖旅游大数据报告》显示，千岛湖风景区旅游收入约占全县总体收入的 24.6%。可见，2012—2019 年千岛湖旅游收入价值增加值为： $\Delta V_s=24.6\% \times 33.68=8.29$  亿元。

综合以上五个方面生态系统服务价值 ( $\Delta V_i$ ) 组成项目的计算结果，2012—2019 年新安江下游生态系统服务价值增加值总计 22.50 亿元 ( $\Delta ESV=\Sigma \Delta V_i$ )，具体如表 4 所示。

表 4 新安江下游生态系统服务价值增加值汇总

功能分类	评估指标	计算指标	生态系统服务价值增加值/亿元
调节功能	水质净化	水体纳污价值	3.39
	气体调节	固碳、释氧价值	4.48
支持功能	营养物质循环	氮、磷循环价值	0.10
	生物多样性	生物多样性保护价值	6.24
文化功能	旅游休闲娱乐	旅游及相关收入价值	8.29
合计			22.50

#### 4.2 补偿调节系数确定

##### (1) 意愿支付系数。

根据意愿支付系数公式(1)和公式(2)，考虑到基于生态系统服务价值的补偿通常在事后支付，因此在本案例中意愿支付系数选用2019年杭州市恩格尔系数24.57%计算，得到调节系数 $L=0.74$ ，则调节后的意愿支付额度为 $\Delta ESV \times L=16.65$ 亿元。

##### (2) 补偿能力系数。

根据杭州市境内全部15个区县与黄山市境内全部7个区县2019年的数据，人均GDP、人均财政总收入、人口数量3个指标权重计算结果与两市2019年综合数据见表5。

表5 各指标权重计算结果与杭州市、黄山市数据

指标	人均GDP/万元	人均财政总收入/万元	人口数量/万人
信息熵 $E_i$	0.86	0.85	0.89
权重 $W_i$	0.36	0.37	0.27
杭州市	152465	29950	1036
黄山市	57568	7697	142

根据表5的数据和意愿支付系数公式，计算得到补偿能力系数 $k=2.19$ 。

#### 4.3 最终补偿标准

根据上述计算结果，在综合考虑了支付意愿与补偿能力后，2012—2019年新安江流域横向生态补偿最终的支付标准应为： $V = \Delta ESV \times L \times k = 43.79$ 亿元。

## 5 结论

从流域补偿的实际情况来看,2012—2020 年新安江流域生态补偿中上游治理投入超过 126 亿元,而根据上下游签订的横向生态补偿协议,杭州对黄山的横向财政转移支付资金仅为 15 亿元,资金缺口庞大。如果从生态系统服务价值视角重构新安江流域生态补偿标准,即基于 2012—2019 年新安江下游实际情况计算流域治理前后杭州地区的生态系统服务价值所得到的补偿标准额度为 22.50 亿元,再考虑意愿支付水平后补偿标准额度调整为 16.65 亿元,与当前实际补偿额度大致相当。又因为上下游之间经济发展差距较大,生态补偿作为一种利益再分配过程还应当将区域协同发展纳入补偿目标,据此计算后确定的补偿标准额度为 43.79 亿元(见表 6),仅占杭州市当年财政收入的 1.4%,既不会对财政造成过大的压力,又在一定程度上弥补了补偿过程中资金不足的问题,有效改进了当前补偿存在的不足,对今后的流域补偿乃至跨区域生态补偿起到了较好的借鉴作用。

表 6 新安江不同参考依据下的补偿标准额度

指标	参考依据	补偿标准额度
实际	治理实际投入	大于 126 亿元
	协商协议	15 亿元
理论	生态系统服务价值损益	22.50 亿元
	生态系统服务价值损益+意愿支付水平	16.65 亿元
	生态系统服务价值损益+意愿支付水平+双方经济实力	43.79 亿元

由此可见,本文提出的生态补偿标准核算框架应用效果较好,其最终的生态补偿标准核算在生态系统服务价值的基础上,综合考虑了意愿支付水平与补偿双方经济实力,明确了补偿双方的主体责任并兼顾了效率与公平原则。本案例同时也说明,经济发展差距下的反向生态补偿更具合理性。依靠单一的环境责任界定补偿责任具有一定的片面性,忽略了现实情况下的经济困境。当环境污染的制造方无力承担全部的补偿责任时,可以由发达地区依据自己在环境恢复治理中的生态受益价值提供一定的经济援助,使损害补偿转变为反向的保护补偿。

### 参考文献:

[1]Cuperus R,Canters K J,Piepers A A G.Ecological compensation of the impacts of a road.Preliminary method for the A50 road link (Eindhoven-Oss,The Netherlands)[J].Ecological Engineering,1996,7(4):327-349.

[2]Wunder S.Payments for environmental services:Some nuts and bolts[J].Indonesia:CIFOR Occasional Paper,2005.

[3]Zbinden S,Lee D R.Paying for environmental services:An analysis of participation in Costa Rica's PSA program[J].World Development,2005,33(2):255-272.

[4]Hanley N,Kirkpatrick H,Simpson I,et al.Principles for the provision of public goods from agriculture:Modeling moorland conservation in Scotland[J].Land Economics,1998,74:102-113.

[5]Merlo M,Briales E R.Public goods and externalities linked to Mediterranean forests:Economic nature and

---

policy[J]. Land use policy, 2000, 17(3):197-208.

[6]陈瑞莲, 胡熠. 我国流域区际生态补偿: 依据、模式与机制[J]. 学术研究, 2005(9): 71-74.

[7]陈德敏, 董正爱. 主体利益调整与流域生态补偿机制——省际协调的决策模式与法规范基础[J]. 西安交通大学学报(社会科学版), 2012(2): 66-71, 100.

[8]包晓斌. 我国流域生态补偿机制研究[J]. 求索, 2017(4): 132-136.

[9]王丰年. 论生态补偿的原则和机制[J]. 自然辩证法研究, 2006(1): 31-35.

[10]李文华, 刘某承. 关于中国生态补偿机制建设的几点思考[J]. 资源科学, 2010(5): 791-796.

[11]谢婧, 文一惠, 朱媛媛, 等. 我国流域生态补偿政策演进及发展建议[J]. 环境保护, 2021(7): 31-37.

[12]王金南, 刘桂环, 文一惠. 以横向生态保护补偿促进改善流域水环境质量——《关于加快建立流域上下游横向生态保护补偿机制的指导意见》解读[J]. 环境保护, 2017(7): 14-18.

[13]Krutilla J V. Conservation reconsidered[J]. The American Economic Review, 1967, 57(4):777-786.

[14]Costanza R, d' Arge R, de Groot R, et al. The value of the world' s ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387(6630):253-260.

[15]Fegraus E H, Zaslavsky I, Whitenack T, et al. Interdisciplinary decision support dashboard:A new framework for a tanzanian agricultural and ecosystem service monitoring system pilot[J]. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 2012, 5(6):1700-1708.

[16]Mozumder C, Reddy K V, Pratap D. Air pollution modeling from remotely sensed data using regression techniques[J]. Journal of the Indian Society of Remote Sensing, 2013, 41(2):269-277.

[17]欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究[J]. 生态学报, 1999(5): 19-25.

[18]谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 自然资源学报, 2003(2): 189-196.

[19]谢高地, 张彩霞, 张昌顺, 等. 中国生态系统服务的价值[J]. 资源科学, 2015(9): 1740-1746.

[20]李文华. 生态系统服务功能价值评估的理论、方法与应用[M]. 北京: 中国人民大学出版社, 2008.

[21]杨文杰, 赵越, 赵康平, 等. 流域水生态系统服务价值评估研究——以黄山市新安江为例[J]. 中国环境管理, 2018(4): 100-106.

[22]中国环境与发展国际合作委员会. 2006 中国环境与发展国际合作委员会年度政策报告: 中国环境与发展的战略转型[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.

- 
- [23]李金昌. 价值核算是环境核算的关键[J]. 中国人口·资源与环境, 2002(3): 13-19.
- [24]吕志贤, 李元钊, 李佳喜. 湘江流域生态补偿系数定量分析[J]. 中国人口·资源与环境, 2011(S1): 451-454.
- [25]冯晶红, 刘德富, 吴耕华, 等. 三峡库区消落带适生植物固碳释氧能力研究[J]. 水生态学杂志, 2020(1): 1-8.
- [26]孟庆义, 欧阳志云, 马东春. 北京水生态服务功能与价值[M]. 北京: 科学出版社, 2012.
- [27]余梅生, 徐高福, 洪利兴, 等. 千岛湖库区消落带植被重建生态服务价值评价[J]. 防护林科技, 2019(10): 33-35.